



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

BENZÈNE

Le benzène (C_6H_6) est un liquide transparent, incolore ou jaunâtre extrêmement volatil. Le benzène entre dans la composition de l'essence (2 %), à laquelle il contribue à donner une odeur distinctive (Montgomery et Welcom, 1990; OMS, 1993). Le benzène est parfois appelé benzol, phène ou cyclohexatriène (Montgomery et Welcom, 1990). Le benzène a un poids moléculaire de $78,11 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$, un point de fusion de $5,5 \text{ }^\circ\text{C}$ et un point d'ébullition de $80,1 \text{ }^\circ\text{C}$ (Howard, 1990). Sa densité absolue varie entre 0,8765 et 0,878 95 entre 20 et $4 \text{ }^\circ\text{C}$ (Montgomery et Welcom, 1990) et son hydrosolubilité est de $1791 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Howard, 1990). Le benzène a une pression de vapeur de 12,69 kPa à $25 \text{ }^\circ\text{C}$ et une constante de la loi d'Henry de $5,43 \times 10^{-3} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ (Howard, 1990). Son numéro de registre CAS est 71-43-2 (Howard, 1990; Montgomery et Welcom, 1990).

Le benzène est produit dans la distillation du goudron de houille, la transformation de la houille et la cokéfaction du charbon dans les raffineries de pétrole et les usines de récupération de solvants (Verschueren, 1983). Les volcans, les incendies de forêt, les émissions industrielles volatiles sont des sources naturelles de benzène, lequel est également un constituant de l'huile brute (Howard, 1990). Le benzène est utilisé dans les combustibles pour moteurs ainsi que comme solvant pour les corps gras, les graisses, les encres, les résines et les peintures et entre dans la fabrication des plastiques, du caoutchouc synthétique, des détergents, des explosifs, des textiles, des produits d'emballage, des désinfectants, des pesticides, des produits pharmaceutiques et des matières colorantes (Sittig, 1985; BUA, 1992). Au Canada, le benzène sert surtout à produire de l'éthylbenzène, du styrène, du cumène, du cyclohexane et de l'anhydride malique (Environnement Canada, 1984).

Le benzène peut pénétrer dans l'environnement à la suite de rejets ou de déversements pendant sa production, son utilisation, son entreposage ou son transport (Buikema et Hendricks, 1980; Fishbein, 1984). Son rejet dans le milieu est également attribuable à la combustion de l'essence, à l'utilisation du benzène comme solvant ou intermédiaire dans la production d'autres substances chimiques, à sa production indirecte dans les fours de cokerie, à la transformation de métaux non ferreux, à

l'exploitation de minerais, au traitement du bois, à l'exploitation de la houille, à la fabrication de textiles et à la fumée de cigarette (Howard, 1990). Des effluents renfermant du benzène peuvent être rejetés par les usines d'épuration des eaux usées municipales qui reçoivent des effluents industriels ou par des installations industrielles qui rejettent leurs effluents directement dans les eaux de surface. L'industrie pourrait en outre être à l'origine d'émissions atmosphériques : émissions liées aux activités de transformation, émissions fugitives ainsi qu'émissions dues à l'évaporation des eaux usées.

Selon l'Inventaire national des rejets de polluants de 1995, le benzène compte parmi les 25 substances qui affichent les plus importants rejets en poids au Canada. Les rejets de benzène étaient surtout atmosphériques (96 %), à peine 6,665 tonnes ayant été libérées sur place dans l'eau, que ce soit par rejet direct ou à la suite de déversements ou de fuites (INRP, 1998). On a décelé du benzène dans les effluents produits dans de nombreux secteurs industriels, dont les usines de fabrication de produits chimiques organiques et inorganiques, les usines de pâtes et papiers et les usines de transformation du fer et de l'acier. En Ontario, les concentrations moyennes enregistrées dans l'eau douce étaient généralement inférieures à $0,001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, bien que l'on ait décelé des concentrations atteignant $0,155 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en 1990-1991 dans le port de Hamilton et les rivières St. Marys et des Outaouais (Hamdy, 1991). Depuis 1984, on a décelé du benzène (concentration moyenne de $0,38 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans seulement 95 échantillons prélevés dans le cadre du programme de surveillance des eaux de surface de l'Alberta (R.H. Tchir, 1997, Alberta Environmental Protection, Edmonton, Alberta, comm. pers.).

Lorsque du benzène est libéré dans l'eau, les processus qui agissent sur l'évolution de cette substance dans

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour le benzène aux fins de la protection de la vie aquatique (MEO, 1998).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	370*
Marine	110*

*Recommandation provisoire.

l'environnement peuvent entraîner son élimination rapide de la colonne d'eau. On a estimé à 5 et à 2,7 heures les demi-vies d'évaporation et de volatilisation du benzène, respectivement (Mackay et Leinonen, 1975; Thomas, 1982). Le benzène peut toutefois être relativement persistant dans les eaux souterraines, où la volatilisation ne constitue pas un processus effectif (Howard, 1990). Le benzène peut être dégradé par divers micro-organismes aquatiques à des vitesses qui dépendent de nombreux facteurs, dont la température et le degré d'acclimatation de la communauté microbienne (Gibson et Subramanian, 1984; Howard, 1990). Les demi-vies varient entre 33 et 384 heures, dans le cas d'une biodégradation aérobie, et entre 28 et 720 jours, dans le cas d'une dégradation anaérobie dans l'eau (Gouvernement du Canada, 1993). Les demi-vies de dégradation photolytique varient entre 17 jours et 36,6 ans, valeurs qui peuvent être diminuées par la présence d'acides humiques (Hustert et coll., 1981; Zepp et coll., 1981; SRC, 1989). Comme le benzène présente un log K_{oc} de 2,1, il ne devrait ni se concentrer dans les organismes aquatiques ni faire l'objet d'une adsorption importante par les sédiments ou les sols (Hawker et Connell, 1988; Howard, 1990).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des eaux établies pour le benzène aux fins de la protection de la vie aquatique ont été élaborées selon le protocole du CCME (CCME, 1991) par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 1998).

Vie dulcicole

Chez les poissons d'eau douce, les valeurs estimatives de toxicité aiguë (CL₅₀-24 à 96 h) variaient entre 4,6 mg·L⁻¹ pour le frai du saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*) et 476 mg·L⁻¹ pour les œufs du saumon coho (*O. kisutch*) (Moles et coll., 1979). Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-24 à 96 h) variaient entre 10 mg·L⁻¹ pour *Ischnura elegans* et plus de 320 mg·L⁻¹, pour *Erpobdella* et une culture mixte des tubificidés *Limnodrilus* et *Tubifex* (Slooff, 1983). Des études portant sur d'autres organismes (plantes, algues, bactéries) ont révélé des valeurs de toxicité variant entre 29 mg·L⁻¹, concentration qui a produit une inhibition de la croissance chez l'algue *Selenastrum capricornutum* après des expositions de 72 heures, et 740 mg·L⁻¹, concentration

létale minimale pour une exposition de 1 heure pour la plante aquatique *Elodea canadensis* (Galassi et coll., 1988).

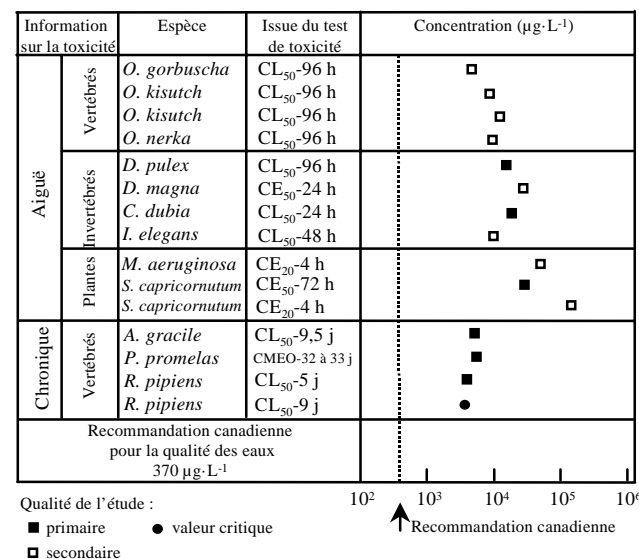


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du benzène pour les organismes d'eau douce.

Très peu d'études de toxicité chronique portant sur un cycle vital complet ou partiel ont été réalisées. Les résultats obtenus variaient entre une CL₅₀-9 j de 3,7 mg·L⁻¹ pour les premiers stades de la vie aquatique de la grenouille léopard (*Rana pipiens*) (Black et coll., 1982) et une CMEO-32 à 33 j (survie) de 23,4 mg·L⁻¹ pour les premiers stades de la vie du tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Marchini et coll., 1992).

La recommandation provisoire pour la qualité des eaux établie pour le benzène aux fins de la protection de la vie aquatique d'eau douce est de 370 µg·L⁻¹. On a calculé cette valeur en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 la CL₅₀-9 j de 3,7 mg·L⁻¹ obtenue chez l'organisme le plus sensible au benzène, la grenouille léopard, pour la période commençant au stade de la fertilisation et se terminant 4 jours après l'éclosion (Black et coll., 1982) (CCME, 1991).

Vie marine

Chez les poissons marins, les valeurs estimatives de toxicité aiguë variaient entre 0,7 mg·L⁻¹, concentration qui entraînait une mortalité différée chez les larves du hareng

(*Clupea harengus*) 17 jours après la fertilisation, et 40 à 50 mg·L⁻¹, concentration qui déterminait un taux de mortalité de 50 % chez les œufs du hareng (Struhsaker et coll., 1974; Struhsaker, 1977). Chez les invertébrés, les valeurs de toxicité aiguë (CL_{50-96 h}) variaient entre 27 mg·L⁻¹ pour la crevette (*Palaemonetes pugio*) (Tatem et coll., 1978) et 196 mg·L⁻¹ pour la palourde japonaise (*Tapes semidecussata*) (Nunes et Benville, 1978). On a observé des anomalies de développement chez les embryons de l'oursin (*Paracentrotus lividus*) après une exposition de 48 heures à une concentration de 0,078 mg·L⁻¹ (Pagano et coll., 1988). Les valeurs estimatives établies pour d'autres organismes (plantes, algues, bactéries) variaient entre une CE_{50-48 h} (reproduction sexuée) de moins de 34,3 mg·L⁻¹ pour *Champia parvula* et une réduction de la photosynthèse de 95 % après une exposition de 2 heures à une concentration de 525 mg·L⁻¹ chez *Acrosiphonia sonderi* (Kusk, 1980; Thursby et Steele, 1986).

diminution du taux de survie des larves du crabe dormeur (*Cancer magister*) après des expositions de durées atteignant les 40 jours.

On dispose de suffisamment de données pour élaborer une recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie marine. La plus faible concentration enregistrée pour l'oursin n'a pas été jugée acceptable parce qu'une seule concentration avait été testée (Pagano et coll., 1988). D'autres faibles concentrations étaient soit rattachées à des paramètres qui ne permettaient pas d'élaborer une recommandation (c.-à-d., le stress) (McFarlane et Benville, 1986), soit difficiles à interpréter parce qu'elles entraînaient des effets différés (Struhsaker, 1977). Les études réalisées par Pagano et coll. (1988) et Struhsaker (1977) donnent à penser que le benzène peut avoir un effet sur la fertilisation des œufs, mais les données disponibles ne sont pas suffisamment probantes pour être utilisées comme points de données cruciaux aux fins de l'élaboration d'une recommandation. On a retenu le seuil de toxicité chronique de 1,1 mg·L⁻¹ établi pour la larve du crabe dormeur comme valeur critique devant servir à l'élaboration d'une recommandation (Caldwell et coll., 1976). Bien que cette valeur ne soit pas la plus faible concentration enregistrée, elle est tenue pour la plus fiable en dépit d'une perte probable de benzène de la solution d'essai. En multipliant la valeur de 1,1 mg·L⁻¹ par un facteur de sécurité de 0,1, on obtient pour le benzène une recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie marine de 110 µg·L⁻¹.

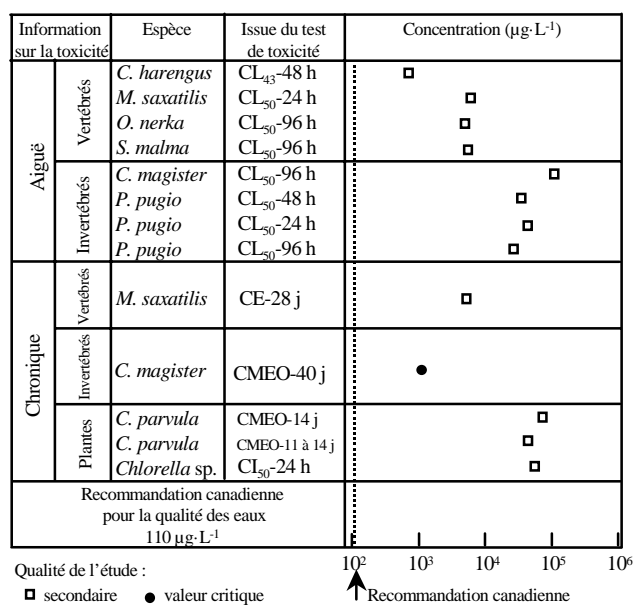


Figure 2. Données choisies sur la toxicité du benzène pour les organismes marins.

Une seule étude de toxicité chronique a été réalisée sur les poissons marins. Korn et coll. (1976) ont observé une diminution du poids sec chez le bar d'Amérique après exposition à une concentration de benzène de 5,3 mg·L⁻¹. De même, un seul test de toxicité a été mené sur les invertébrés. Caldwell et coll. (1976) ont montré qu'une concentration de benzène de 1,1 mg·L⁻¹ entraînait une

Références

- Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey et D.M. Bruser. 1982. The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. Univ. KY Water Resour. Res. Inst., Res. Rep. 133.
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe). 1992. Benzene: BUA Report 24 (August 1988). GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance. VCH Publishers Inc., New York.
- Buikema, A.L., Jr. et A.C. Hendricks. 1980. Benzene, xylene, and toluene in aquatic systems: A review. Publié par American Petroleum Institute.
- Caldwell, R.S., E.M. Cadarone et M.H. Mallon. 1976. Effects of a seawater-soluble fraction of Cook Inlet crude oil and its major aromatic components on larval stages of the dungeness crab, *Cancer magister* Dana, dans *Fate and effects of petroleum hydrocarbon in marine organisms and ecosystems*. Pergamon Press, New York.
- Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May, C.F. Fowler, J.R. Freed, P. Jennings, R.L. Durfee, F.C. Whitmore, B. Maestri, W.R. Mabey, B.R. Holt et C. Gould. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Volume II: Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phthalate esters, polycyclic aromatic hydrocarbons,

- nitrosamines, and miscellaneous compounds. EPA-440/4-79-029b. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Environnement Canada. 1984. Le benzène. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des services techniques, Ottawa.
- Fishbein, L. 1984. An overview of environmental and toxicological aspects of aromatic hydrocarbons. I. Benzene. *Sci. Total Environ.* 40:189–218.
- Galassi, S., M. Mingazzini, L. Vigano, D. Cesareo et M.L. Tosato. 1988. Approaches to modelling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 16(2):158–169.
- Gibson, D.T. et V. Subramanian. 1984. Microbial degradation of aromatic hydrocarbons. Dans: *Microbial degradation of organic compounds*. D.T. Gibson, éd., Marcel Dekker, Inc., New York.
- Gouvernement du Canada. 1993. Benzène: Loi canadienne sur la protection de l'environnement liste des substances d'intérêt prioritaire rapport d'évaluation. Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa.
- Hamdy, Y. 1991. Status report on the effluent monitoring data for the iron and steel sector for the period from November 1, 1989 to October 31, 1990. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Water Resources Branch. Toronto.
- Hawker, D.W. et D.W. Connell. 1988. Influence of partition coefficient of lipophilic compounds on bioconcentration kinetics with fish. *Water Res.* 22:701–707.
- Howard, P.H. 1990. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol. II. Solvents. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Hustert, K., Mansour, E. Parlar et P. Korte. 1981. Die EPA-Test Methode zur Bestimmung des photochemischen Abbaus von organischen Verbindungen in aquatischen Systemen. *Chemosphere* 10:995–998.
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants) 1998. Rapport sommaire de 1995. <http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/95/page6.html>
- Korn, S. J.W. Struhsaker et P. Benville Jr. 1976. Effects of benzene on growth, fat content, and coloric content of striped bass, *Morone saxatilis*. *Fish. Bull.* 74: 694–698.
- Kusk, K.O. 1980. Effects of crude oil and aromatic hydrocarbons on the photosynthesis of three species of *Acrosiphonia* grown in the laboratory. *Bot. Mar.* 23:587–593.
- Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 9:1178–1180.
- Marchini, S., M.L. Tosato, T.J. Norberg-King, D.E. Hammermeister et M.D. Hoglund. 1992. Lethal and sublethal toxicity of benzene derivatives to the fathead minnow, using a short-term test. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:187–165.
- McFarlane R.B. et P.E. Benville, Jr. 1986. Primary and secondary stress responses of striped bass (*Morone saxatilis*) exposed to benzene. *Mar. Biol.* 92:245–254.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1998. Benzene: Technical supporting document for the development of a Canadian water quality guideline. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. Ébauche.
- Moles, A., S.D. Rice et S. Korn. 1979. Sensitivity of Alaskan freshwater and anadromous fishes to Prudhoe Bay crude oil and benzene. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108:408–414.
- Montgomery J.H. et L.M. Welcom. 1990. Groundwater chemicals desk reference. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Nunes, P. et P.E. Benville Jr. 1978. Acute toxicity of the water-soluble fraction of Cook inlet crude oil to the manila clam. *Mar. Pollut. Bull.* 9:324–331.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1993. Benzene: Environmental Health Criteria 150. OMS, Genève.
- Pagano, G., M. Cipollaro, G. Corsale, A. Esposito, G.G. Giordano, E. Ragucci et N.M. Trieff. 1988. Comparative toxicities of benzene, chlorobenzene, and dichlorobenzenes to sea urchin embryos and sperm. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40:481–488.
- Sittig, M. 1985. Handbook of toxic and hazardous chemicals and carcinogens. 2^e éd. F.D. Noyes Publications.
- SRC (Science Research Council) 1989. Chemical fate rate constants for SARA section 313 chemicals and superfund health evaluation manual chemicals. USEPA 68-02-4252, EPA 68-C8-0004. Washington, DC.
- Slooff, W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment. Some toxicological considerations. *Aquat. Toxicol.* 4:73–82.
- Struhsaker, J.W. 1977. Effects of benzene (a toxic component of petroleum) on spawning pacific herring, *Clupea harengus pallasi*. *Fish. Bull.* 75(1):43–49.
- Struhsaker, J.W., M.B. Eldrige et T. Echeverria. 1974. Effects of benzene (a water soluble component of crude oil) on eggs and larvae of pacific herring and northern anchovy, dans *Pollution and physiology of marine organisms*. F.J. Vernberg et W.B. Vernberg, éd. Academic Press, New York.
- Tatem, H.E., B.A. Cox et J.W. Anderson. 1978. The toxicity of oils and petroleum hydrocarbon to estuarine crustaceans. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 6: 365–373.
- Thomas, R.G. 1982. Volatilization from water, dans *Handbook of chemical property estimation methods, environmental behaviour of organic compounds*, W.J. Lyman et al., éd. McGraw-Hill Book Company, Montréal.
- Thursby, G.B. et R.L. Steele. 1986. Comparison of short- and long-term sexual reproduction tests with the marine red alga *Champia parvula*. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:1013–1018.
- Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2e éd., Van Nostrand Reinhold Company, Toronto.
- Zepp, R.G., G.L. Baughman et P.F. Schlotzhauer. 1981. Comparison of photochemical behavior of various humic substances in water: I. Sunlight induced reactions of aquatic pollutants photosensitized by humic substances. *Chemosphere* 10:109–117.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — benzène, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez
contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.